



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-  
och växtproduktionsvetenskap

# **Ekosystemtjänster hos öppen dagvattenhantering**

– utgångspunkt för lokalt anpassad grönytefaktormodell

Ecosystem services in open storm water management

*Frida Bruhn*

## **Ekosystemtjänster hos öppen dagvattenhantering**

Ecosystem services in open storm water management

*Frida Bruhn*

**Handledare:** Jesper Persson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Examinator:** Bengt Persson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** G2E

**Kurstitel:** Examensarbete för landskapsingenjörer

**Kurskod:** EX0359

**Program/utbildning:** Landskapsingenjörsprogrammet

**Examen:** Landskapsingenjörsexamen, kandidatexamen i teknologi

**Ämne:** Teknologi

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsmånad och -år:** maj 2014

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** Dagvatten, öppen dagvattenhantering, utjämning, rening, grundvattenbildning, ekosystemtjänst, grönytefaktor, grönytefaktormodell

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

## SAMMANFATTNING

Klimatförändringar gör dagvattenhantering allt mer komplicerad, framför allt i hårdgjorda miljöer, med översvämningar, sänkt grundvattennivå och spridning av föroreningar som konsekvens. För att förhindra detta kan öppna anläggningar användas som komplement till traditionell dagvattenhantering. Öppna dagvattenanläggningar ligger i eller nära markytan och hanterar dagvatten på sätt som återfinns i naturen. De bidrar till ekosystemtjänsterna utjämning av flödestoppar, grundvattenbildning och dagvattenrening, men olika anläggningar bidrar i varierande grad till tjänsterna.

I examensarbetet har fem öppna dagvattenanläggningar studerats. Tre av dessa, infiltration på gräsytor, svackdiken och översvämningssytor, är vegetationsklädda. De övriga, dammar och kanaler, betecknas i arbetet som icke-vegetationsklädda. Genom litteraturstudie och enkätundersökning har de studerade anläggningarnas förmåga till dagvattenrelaterade ekosystemtjänster bedömts. Resultaten visar att anläggningarnas kapacitet inom de olika ekosystemtjänsterna varierar. Vegetationsklädda anläggningar har hög kapacitet inom alla tre ekosystemtjänster. Icke-vegetationsklädda anläggningar har hög kapacitet för utjämning av flödestoppar och låg kapacitet för grundvattenbildning. Om de icke-vegetationsklädda anläggningarnas förmåga för rening av dagvatten har slutsats inte kunnat dras.

Ett sätt att möta svårigheterna med dagvattenhantering är att tillämpa en grönytefaktormodell. En grönytefaktormodell är ett poängsystem med syfte att ta vara på de förtjänster som grönska ger. Malmö och Lund använder en sådan modell, Stockholm en annan. Flera aspekter, till exempel biologisk mångfald, beaktas i dessa modeller parallellt med dagvattenhanteringen. I examensarbetet har de två ovan nämnda grönytefaktormodellernas bedömning av öppna dagvattenanläggningar med avseende på dagvattenhantering studerats. Modellerna har jämförts med resultatet från litteraturstudie och enkätundersökning. I båda modellerna definieras dagvattenhantering som utjämning av flödestoppar. Med denna definition stämmer Malmös och Lunds modell överens med resultatet från arbetet. Stockholms modell speglar även anläggningarnas olika kapacitet inom grundvattenbildning. Resultaten är otillräckliga för att avgöra om någon av modellerna tar hänsyn till rening av dagvatten.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Inledning.....	1
Bakgrund .....	1
Frågeställning.....	3
Syfte .....	3
Avgränsningar .....	3
Metodbeskrivning.....	4
Rapportens struktur .....	4
Teoribakgrund .....	5
Utgjämning av flödestoppar.....	5
Grundvattenbildning .....	8
Rening.....	11
Kombinationer av ekosystemtjänster .....	13
Öppna dagvattenanläggningar .....	14
Grönytefaktormodeller.....	19
Enkätundersökning.....	21
Enkät svar.....	21
Resultat .....	23
Analys.....	29
Jämförelse med grönytefaktormodeller .....	29
Slutsats .....	31
Diskussion.....	32
Metoddiskussion .....	32
Källförteckning .....	34
Bilaga 1: Enkät.....	37
Bilaga 2: Lista över enkättagare .....	40
Bilaga 3: Fullständiga enkät svar.....	41

# INLEDNING

## BAKGRUND

Dagvatten är vatten som rinner på markytan efter att ha fallit som nederbörd över land (Larm, 1994). Det påverkas av gravitationen och rör sig mot lägre mark så långt det är möjligt. I naturliga miljöer reduceras mängden dagvatten på flera sätt. Interception<sup>1</sup> hindrar nederbörd från att nå marken. Evaporation<sup>2</sup>, växtupptag och transpiration<sup>3</sup> gör att en del vatten återgår till atmosfären. Dessutom har jord som är opåverkad av människor goda förutsättningar att ta emot vatten och låta det röra sig nedåt mot grundvattnet. Mängden nederbörd som bildar dagvatten är alltså begränsad.

### *DAGVATTEN I URBAN MILJÖ*

En urban miljö kan drabbas av flera problem relaterade till dagvatten på grund av hög andel hårdgjord mark och låg andel växtlighet. Enbart en liten mängd vatten tillåts sippra ned och fylla på grundvattnet så större del av nederbörden skapar ytaavrinning (Stahre, 2004). Ytvattnet rinner dessutom med en högre hastighet vilket leder till kraftiga flödestoppar när det ansamlas i rör och vattendrag (Butler and Davies, 2004). Den urbana miljön ger även upphov till föroreningar på marken som sköljs med av dagvattnet och följer med till recipienterna<sup>4</sup> (Larm, 1994).

Traditionellt har man hanterat dagvatten med hjälp av brunnar och rör i marken. De tar inte upp värdefull plats på markytan och kan snabbt förflytta vattnet. De innebär dock höga flödestoppar hos recipienten och hindrar att vattnet genomgår naturliga reningsprocesser (Larm, 1994). Eftersom de har en given storlek medför de risk för översvämningar vid kraftiga regn (Butler and Davies, 2004; Stahre, 2004) och är oflexibla inför ökade nederbördsmönster.

### *KLIMATFÖRÄNDRINGAR*

Idag är det otvetydigt att klimatförändringar pågår (FN:s klimatpanel, 2013). På grund av detta förändras nederbördsmönstren över Sverige. Förändringen ser olika ut i olika delar av landet men generellt har nederbörden blivit intensivare (SMHI, 2009a). Utvecklingen har inneburit en ökad risk för översvämningar och en mer komplicerad dagvattensituation (SMHI, 2009b).

Traditionella system dimensioneras efter toppflöden och kräver således kunskap om regnintensiteter och förhållanden som påverkar ytaavrinning (Stahre and Urbonas, 1993). Att bygga om och byta ut ledningsnätet för att ge det större kapacitet är ofta kostsamt och tar

---

<sup>1</sup> Interception: då nederbörd fångas upp av växtlighet ovan jord för att senare avdunsta

<sup>2</sup> Evaporation: avdunstning

<sup>3</sup> Transpiration: avdunstning från växtlighet av vatten som tagits upp av växternas rötter

<sup>4</sup> Recipient: vattendrag eller anläggning som tar emot vatten

lång tid (Stahre, 2004). För att komplettera de traditionella systemen kan öppen dagvattenhantering utnyttjas.

#### *ÖPPEN DAGVATTENHANTERING*

Öppen dagvattenhantering är ett sätt att hantera avrinning och samtidigt rena dagvattnet. Det handlar om system som ligger i eller nära markytan och som hanterar dagvatten på sätt som återfinns i naturen (Stahre, 2004). Metoden kallas även för ekologisk eller lokal dagvattenhantering (ibid.). I den följande texten används ordet "anläggning" om en enskild dagvattenanordning och ordet "system" om en kedja av anläggningar.

Öppna anläggningar kan bidra till flera ekosystemtjänster<sup>5</sup>, till exempel ökad biologisk mångfald och ökade estetiska värden. Studeras själva hanteringen av dagvatten kan fokus läggas på tre stycken tjänster: utjämning av flödestoppar, grundvattenbildning och rening av förorenat vatten. För att utnyttja öppna dagvattenanläggningar på bästa sätt behövs någon form av bedömning av deras bidrag till ekosystemtjänsterna.

#### *GRÖNYTEFAKTORMODELLER*

En grönytefaktormodell är ett poängsystem som används inför exploatering av kommunal mark. Modellen ämnar ta vara på de förtjänster som grönska ger, till exempel biologisk mångfald och omhändertagande av dagvatten (Malmö stad et al., 2012; Stockholm stad, 2012). En grönytefaktorpoäng beräknas under projekteringsfasen och måste enligt kommunens regler uppnå en viss nivå för att exploateringen ska få tillstånd. Poängen beräknas genom att området som ska bebyggas delas in i olika delytor utifrån markanvändning. En faktor multipliceras med varje delytas storlek. Faktorn är hög om delytan i hög grad bidrar till exempelvis god dagvattenhantering. Därefter summeras produkterna av alla faktorer och delytor. Summan viktas mot områdets totala storlek och resultatet utgör områdets grönytepoäng.

I dagsläget bedömer svenska grönytefaktormodeller öppna dagvattenanläggningar i huvudsak utifrån deras förmåga att jämna ut flödestoppar. Att de kan ha ytterligare funktioner återspeglas inte. Detta innebär att byggprojekt kan tilldelas grönytefaktorpoäng för dagvattenanläggningar som inte behövs på platsen och därmed gå miste om lösningar som vore mer lämpliga. För kustnära platsen finns till exempel inget behov av utjämning av flödestoppar. Andra gröna lösningar för att uppnå en hög grönytefaktorpoäng vore då mer gynnsamma.

Det finns flera möjliga lösningar på problemet. Att ställa krav på delpoäng inom enskilda ekosystemtjänster är en möjlighet. Att vikta faktorerna så att anläggningar som är specialiserade för en prioriterad ekosystemtjänst tilldelas högre poäng är en annan. Kraven eller viktningen får sättas inför varje specifikt projekt för att ta hänsyn till de lokala behoven.

---

<sup>5</sup> Ekosystemtjänst: funktion hos ekosystem som gynnar människor (Millenium Ecosystem Assessment, 2005)

## FRÅGESTÄLLNING

Hur bidrar öppna dagvattenanläggningar till ekosystemtjänsterna: utjämning av flödestoppar, grundvattenbildning och rening av förorenat vatten?

Hur bedöms öppna dagvattenanläggningar inom två svenska grönytefaktormodeller?

Hur kan svenska grönytefaktormodeller göras mer lokalt anpassade genom att ta hänsyn till fler dagvattenrelaterade ekosystemtjänster?

## SYFTE

Att undersöka hur öppna dagvattenanläggningars kapacitet inom valda ekosystemtjänster varierar samt skapa en utgångspunkt för lokal anpassning i framtida grönytefaktormodeller.

## AVGRÄNSNINGAR

För att begränsa examensarbetet har ett urval av ekosystemtjänster och dagvattenanläggningar gjorts. De studerade ekosystemtjänsterna är: utjämning av flödestoppar, grundvattenbildning och rening av förorenat vatten. Dagvattenanläggningarna har valts med utgångspunkt i välkänd litteratur av Stahre (2004). Endast de utvalda ekosystemtjänsterna och dagvattenanläggningarna ställs mot varandra, vilket lämnar aspekter som skötsel, säkerhet, ekonomi, anläggande, juridiska krav på tillstånd samt andra ekosystemtjänster och dagvattenanläggningar obeaktade. Förutsättningar som anses ha antingen ingen eller positiv effekt på dagvattenhantering har även bortsetts från. Till dessa kan nämnas interception och evaporation. Endast svenska förhållanden har beaktats. Sverige

Ingen hänsyn har tagits till temperaturväxlingar. Endast nederbörd i form av regn har beaktats. Snöfall och snösmältning innebär andra avrinnings- och föroreningsförhållanden än de som tagits upp i den här rapporten. Under den kalla säsongen avtar även växtaktiviteten vilket påverkar flera av de undersökta anläggningarnas kapacitet.

Två stycken svenska grönytefaktormodeller har granskats, Stockholm stads grönytefaktormodell för Norra Djurgårdsstaden (Stockholm stad, 2012) och Miljöbyggprogram SYD (Malmö stad et al., 2012) som används i Malmö och Lund. Granskningen har riktat in sig på aspekter som uttalat relaterar till dagvattenhantering. Aspekter som biologisk mångfald och sociala värden faller alltså utanför ramen för det här examensarbetet.

## METODBESKRIVNING

Litteraturstudie och enkätundersökning har använts för att inhämta underlag till examensarbetet. Litteraturstudien har undersökt de ekosystemtjänster som öppen dagvattenhantering kan bidra till samt använts för att hitta lämpliga typer av anläggningar att relatera till de undersökta grönytefaktormodellerna.

Litteraturstudien svarar alltså på hur de öppna dagvattenanläggningarna fungerar, men inte hur hög deras förmåga inom ekosystemtjänsterna är. För detta användes en enkätundersökning. Enkäten, som skickats till experter inom öppen dagvattenhantering, ligger till grund för bedömning av de olika anläggningarnas kapacitet inom ekosystemtjänsterna. Sammantaget med litteraturstudien kan resultatet tillämpas för att ge grönytefaktormodeller en detaljerad bild av öppna dagvattenanläggningars olika syfte.

## RAPPORTENS STRUKTUR

Rapporten inleds med en genomgång av litteraturstudien. Först förklaras de ekosystemtjänster som öppen dagvattenhantering kan bidra till. Därefter presenteras ett urval av möjliga anläggningar och de två grönytefaktormodellerna. Efter litteraturstudien presenteras enkäten samt resultatet av denna. Därefter jämförs detta med befintliga grönytefaktormodeller. Slutligen diskuteras arbetets utförande, resultat och hur resultaten kan användas.



# TEORIBAKGRUND

## UTJÄMNING AV FLÖDESTOPPAR

Målet med utjämning är att de höga flödestoppar som kommer av kraftiga regn, framförallt från hårdgjorda ytor, sprids ut över en längre tid och därmed blir lägre. Detta medför en minskad risk för översvämningar och skador samt för att förorenat vatten ska föras direkt till en recipient (Butler and Davies, 2004). Utjämning av flödestoppar skapas genom magasinering eller trög avledning (se nedan).

### MAGASINERING

Anläggningar med möjlighet till tillfälligt förhöjd vattennivå och långsam avtappning är ett sätt att magasinera vatten. Vid extra kraftiga regn kan även normalt torrlagda ytor som gräsfält och parkeringsplatser utnyttjas. Långsam avtappning uppnås med någon form av kontrollerat utlopp.

Magasinerande anläggningar dimensioneras för de regnmängder som kommer i samband med ovanligt kraftiga regntillfällen (Butler & Davies, 2004). För att avgöra hur mycket vatten som behöver magasineras måste alltså regnmängderna vid dessa tillfällen vara kända. Regnmängder kan bedömas genom intensitets-varaktighetskurvor som bygger på samband mellan ett regntillfälles intensitet, varaktighet och återkomsttid<sup>6</sup>. Sambandet är att kraftiga regn sannolikt varar en kortare period samt att ovanligt kraftiga regn förekommer mer sällan (Butler & Davies, 2004). En intensitets-varaktighetskurva är giltig för en specifik plats och baseras matematiskt på analys av regndata från platsen. Kurvorna har traditionellt använts för att dimensionera dagvattensystem (Svenskt vatten, 2011a). I Sverige anpassas de sedan mitten av 1900-talet till Ekvation 1 som relaterar regn-intensiteten till regnets varaktighet (ibid.).

$$i = \frac{a}{t_R + b} + c$$

**Ekvation 1**

$i$  = regnintensitet [l/min ha]

$t_R$  = regnvaraktighet [min]

$a, b, c$  = konstanter baserade på regndataanalys [–]

**Ref: Svenskt vatten, 2011**

Intensitets-varaktighetsmodellen kritiseras för att den inte säger något om regnmängdens fördelning över tiden den faller utan antar att intensiteten är konstant. Denna förenkling, som kallas blockregn, är lättanvänd men dess motsvarighet förekommer sällan i verkligheten (Butler & Davies, 2004). Ett alternativt som reflekterar även hur regnet är fördelat över tid kallas typregn. Dessa har sin grund i antingen intensitets-varaktighetskurvor eller annan regndata (Stahre & Urbonas, 1993).

---

<sup>6</sup> Återkomsttid: ett mått för med hur många års mellanrum en viss vädersituation i genomsnitt inträffar

Blockregn innehåller dock tillräcklig information för att användas som indata för *rationella metoden* (Butler & Davies, 2004). Det är en metod för att beräkna mängden avrunnet vatten från ett specificerat område (Stahre & Urbonas, 1993). Metoden tar hänsyn till att olika underlag ger upphov till olika hög avrinningsmängd beroende på till exempel hårdgöringsgrad (Svenskt vatten, 2004). Hänsynen beskrivs matematiskt genom avrinningskoefficienter som multipliceras med den sammanlagda storleken av ytor av en viss typ. Avrinningskoefficienterna är höga om en stor mängd vatten hastigt rinner av och låga om vattnets hastighet bromsas. Produkterna summeras och multipliceras därefter med aktuell regnmängd per ytenhet (se Ekvation 2). För att anpassa modellen till empiriska data eller framtida klimatförändringar kan ekvationen multipliceras med en faktor. Resultatet är den mängd vatten som rinner av från området per tidsenhet.

$$Q = \frac{(\varphi_1 A_1 + \varphi_2 A_2 + \dots)}{A} \cdot i \cdot d \quad \text{Ekvation 2}$$

$Q$  = flöde [ $l s^{-1}$ ]

$A_j$  = area för yta  $i$  inom avrinningsområdet [ $ha$ ]

$\varphi_j$  = avrinningskoefficient för yta  $i$  [-]

$A$  = avrinningsområdets totala area [ $ha$ ]

$d$  = faktor för matchning mot empiri eller förväntad klimatförändring [-]

Övriga variabler enligt tidigare ekvationer

Ref: Svenskt vatten, 2004

Olika avrinningskoefficienter presenteras i Tabell 1 nedan. Hårda, täta ytor som asfalt eller tak har en betydligt högre avrinningskoefficient än porösa ytor som till exempel grusplaner eller gräsytor. De genererar alltså en högre avrinning.

**Tabell 1: Avrinningskoefficienter för olika typer av ytor**

Typ av yta	Avrinningskoefficient [-], Ref 1	Avrinningskoefficient [-], Ref 2
Tak	0,9	0,75 - 0,95
Betong och asfaltsyta	0,8	0,70 - 0,95
Stensatt yta med grusfog	0,7	ej angett
Grusväg	0,4	ej angett
Grusplan och grusad gång	0,2	ej angett
Park med rik vegetation	0,1	ej angett
Odlad mark, gräsyta, ängsyta	0,0 - 0,1	0,05 - 0,35
Flack tätbevuxen skogsmark	0,0 - 0,1	ej angett

Ref 1: Svenskt vatten, 2004, s. 21

Ref 2: Butler & Davies, 2004, s 229

Rationella metoden säger inget om var det avrunna vattnet tar vägen och när det når fram. Om en yta dräneras av en brunn kommer givetvis regn som faller nära brunnen rinna av och ledas bort snabbare än det som faller längre bort. Maximalt flöde i brunnen kommer ske då regnets varaktighet är lika lång som eller längre än rinntiden<sup>7</sup> eftersom det är först

<sup>7</sup> Rinntid: den längsta tiden det tar för vatten att rinna av inom ett område, beroende av områdets storlek och vattnets avrinningshastighet

då som vatten från hela området når brunnen samtidigt (Butler & Davies, 2004). Rationella metoden utgår från att rinntiden inom området inte varierar så mycket (Svenskt vatten, 2004), från att regnet faller med konstant intensitet och att ytorna inte förändras under nederbördstiden (Butler & Davies, 2004). Dessa förhållanden motsvaras sällan av verkliga situationer. Istället är det alltid värsta scenario som simuleras av rationella metoden (Butler & Davies, 2004). På grund av detta lämpar sig metoden för dimensionering av magasin.

#### TRÖG AVLEDNING

Utgjämning av flödestoppar kan även uppnås genom att låta vattnet flöda över ytor eller i sänkor som orsakar motstånd och därmed sänker flödes hastigheten. I många öppna dagvattenanläggningar kan vegetation användas som motstånd.

För att beräkna flödes hastighet i en kanal eller ett dike med ett visst underlag används den empiriska ekvationen Mannings formel (Persson, 1998) (Ekvation 3). Mannings formel kan även användas för flöde över vegetationsytor (Horton, 1945). Den hydrauliska radien, som för kanaler eller diken är ett mått på hur djupt flödet är, ersätts då med vattendjupet över ytan (ibid.).

$$v = MR^{\frac{2}{3}}S^{\frac{1}{2}} \quad \text{Ekvation 3}$$

$v$  = flödes hastighet [m/s]

$M$  = Mannings tal  $[m^{\frac{1}{3}}/s]$

$R$  = hydraulisk radie [m], tvärsnittsarea/våt perimeter

$S$  = lutning i flödes riktning [m/m]

Ref: Persson, 1998

Mannings formel utgår från olika ytors skrovlighet eftersom denna skapar motstånd för flödande vatten. Skrovligheten bedöms med Mannings tal (se Ekvation 3 ovan). Ett högt Mannings tal innebär lågt motstånd för vattnet av underlaget och vice versa. Vattnet kan alltså flöda snabbt över ytor med högt Mannings tal. Vägverket (2008 se Fridell, 2011) rekommenderar följande värden på Mannings tal för beräkning med Mannings formel (Tabell 2):

Tabell 2: Värden på Mannings tal för olika ytor

Yta	Mannings tal $[m^{1/3}/s]$
Slät asfalt eller betongbeläggning	80-85
Grov asfalt eller betongbeläggning	70-75
Grusyta	40-50
Kort gräs	30-35
Långt gräs	25-30

Ref: Vägverket, 2008 se Fridell, 2011, s. 71

## GRUNDTVATTENBILDNING

Grundvattenbildning består av två komponenter, infiltration, som innebär att vattnet tränger igenom det översta marklagret, och perkolation, som betecknar vattnets fortsatta färd genom marken (Stahre & Urbonas, 1993). I de öppna dagvattenanläggningar som studeras i det här arbetet antas att infiltration och perkolation alltid förekommer i kombination. När vattnet nått ett svårgenomsläppligt underlag slutar det sjunka, börjar röra sig parallellt med markytan och kallas då för grundvatten (Eriksson et al., 2010). Grundvattnet är av högsta vikt för dricksvatten åt människor och för att växtlighet ska kunna överleva. Genom att hårdgöra markytan minskas vattnets möjligheter att tränga ned och grundvattennivån riskerar att sänkas. En hög grad av infiltration och perkolation bidrar till att avrunnen vattenmängd reduceras nedströms.

Både infiltration och perkolation påverkas av jordens textur och struktur. Finkorniga jordar har små porer som vattnet kan röra sig i. De har därför en hög förmåga att binda vatten men tillåter endast väldigt långsam vattenpassage (Ashman & Puri, 2002). Grovkorniga jordar bildar däremot fler mellanrum mellan partiklarna med en tillräcklig storlek för att vattnet ska kunna passera enkelt (ibid.). För att fungera måste infiltrationsanläggningar placeras i ett inströmningsområde<sup>8</sup> (Stahre & Urbonas, 1993). Om grundvattnet når markytan kommer ingen infiltration att ske. Det samma gäller givetvis för perkolation (Svenskt vatten, 1983).

### INFILTRATION

Torr jord kan infiltrera mer vatten än mättad jord. Vid ihållande regn tenderar infiltrationskapaciteten att avta exponentiellt för att därefter plana ut på ett jämviktsvärde (Ekvation 4). Regnets varaktighet påverkar alltså i hög grad hur mycket vatten som kan infiltrera ned i marken.

$$f = f_c + (f_0 - f_c)e^{-pt}$$

**Ekvation 4**

$f$  = infiltrationskapacitet vid tiden  $t$  [mm/h]

$f_0$  = initial infiltrationskapacitet [mm/h]

$f_c$  = infiltrationskapacitet vid jämvikt [mm/h]

$p$  = konstant för avtagande infiltrationskapacitet [ $h^{-1}$ ]

Ref: Viessman et al., 1977

Tabell 3 anger parametrar för Ekvation 4. Värdena i tabellen innebär att den ursprungliga infiltrationskapaciteten har halverats efter 20-25 minuters kraftigt regn.

**Tabell 3: Parametrar för beräkning av avtagande infiltrationshastighet**

Jordtyp	$f_0$ [mm/h]	$f_c$ [mm/h]	$k$ [ $h^{-1}$ ]
Grovkorniga jordar	250	25	2
Medelgrovkorniga jordar	200	12	2
Finkorniga jordar	125	6	2
Leror eller hårdgjorda ytor	75	3	2

Ref: Butler & Davies, 2004, s. 100, tabell 6.1

<sup>8</sup> Inströmningsområde: område där nederbörd infiltreras och når grundvattnet

En jord som kompakterats av till exempel tunga fordon får sin infiltrationskapacitet starkt reducerad, vilket är vanligt i urbana miljöer. Gregory et al. (2006) har undersökt effekterna av markkompaktion på infiltrationskapaciteten på sandig jord och funnit att hastigheten var reducerad med 70-99 %. Kompaktionsskador blir generellt ännu värre på jordar med låg partikelstorlek (Brady, 1990).

Möjligheterna att hantera dagvatten med hjälp av infiltration beror på flera faktorer. Svenskt vatten (1983) anger humusjordens och mineraljordens art, infiltrationsytans lutning, vegetationstyp och användning av ytan men framhåller förhållandet mellan avvattnat tät yta och utnyttjad infiltrationsyta som den viktigaste faktorn. Stahre & Urbonas (1993) bekräftar genom att varna för att en infiltrationsyta med storlek mindre än hälften av den avvattnade ytan sällan har tillräcklig infiltrationskapacitet även om övriga förhållanden är goda. Andra faktorer, som att jorden fryser och töar eller luckras upp av rötter, tenderar att öka infiltrationskapaciteten enligt Stahre & Urbonas (1993). Författarna framhåller även vegetationens inverkan genom att rekommendera utrullad gräsmatta för att få en infiltrationsyta att fungera så snart som möjligt efter anläggning.

#### *PERKOLATION*

Jordens förmåga att låta vatten strömma igenom, perkolera, beror på dess vattengenomsläpplighet (ibland kallad dess hydrauliska konduktivitet) (Ashman & Puri, 2002). Ju högre vattengenomsläpplighet desto snabbare passerar vattnet genom jorden och desto snabbare kan marken ta emot mer vatten. För att ta reda på hur snabbt vattnet passerar beräknas dess strömningshastighet.

Endimensionell strömning, alltså strömning i en enda riktning, beräknas med Darcys lag (Craig, 1992) (se Ekvation 5). Darcys lag gäller för strömning genom vattenmättad jord men används för dagvattenanläggningar under antagande att marken kommer vara tillräckligt nära vattenmättad då anläggningen är i bruk för att detta ska gälla (Stahre & Urbonas, 1993).

$$q = Ak \frac{dh}{dx}$$

**Ekvation 5**

$q$  = strömningshastighet [m/s]

$A$  = vattenflödets tvärsnittsarea [m<sup>2</sup>]

$k$  = vattengenomsläpplighet [m/s]

$\frac{dh}{dx}$  = höjdförlust per längdenhet [m/m]

**Ref: Craig, 1992**

Den med Darcys lag beräknade strömningshastigheten är i själva verket den skenbara hastigheten eftersom vattnet i marken tvingas snirkla sig fram mellan jordpartiklar (Nordberg & Persson, 1979). Den verkliga strömningshastigheten kan beräknas utifrån den

effektiva porositeten <sup>9</sup> (Ekvation 6). Värden för olika jordtypers effektiva porositet presenteras i Tabell 4.

$$q_p = \frac{q}{n}$$

Ekvation 6

$q_p$  = verklig strömningshastighet [ $m^3/s$ ]

$n$  = effektiv porositet[–]

Övriga variabler enligt tidigare ekvationer

Ref: Nordberg & Persson, 1979

**Tabell 4: Effektiv porositet för olika jordtyper**

<b>Jordtyp</b>	<b>Effektiv porositet [%]</b>
Singel och makadam	40
Grus (2-20 mm)	30
Sand	25
Osorterat naturgrus	15-25
Torrskorpelera	2-10
Silt	0

Ref: Åkerblad, 1981, s. 99

Vattengenomsläppligheten varierar med temperatur eftersom vattnets viskositet <sup>10</sup> förändras. Förändringen jämfört med en vattengenomsläpplighet uppmätt vid 20°C är 77 % vid 10 °C och 56 % vid 0 °C (Craig, 1992). Vattengenomsläppligheten beror även på jordpartiklarna storlek och form. Tabell 5 visar exempel på värden för några olika jordtyper, med hänsyn tagen till effektiv porositet (Stahre & Urbonas, 1993).

**Tabell 5: Vattengenomsläpplighet för olika jordtyper**

<b>Jordtyp</b>	<b>Vattengenomsläpplighet[m/s]</b>
Grus	$10^{-3}$ - $10^{-1}$
Sand	$10^{-5}$ - $10^{-2}$
Mjåla	$10^{-9}$ - $10^{-5}$
Lera (vattenmättad)	$< 10^{-9}$
Morän	$10^{-10}$ - $10^{-6}$

Ref: Stahre & Urbonas, 1993, s. 242

Tabell 5 visar att uppmätta skillnader i vattengenomsläpplighet kan variera stort. Är jordens vattengenomsläpplighet under  $2 \cdot 10^{-5}$  m/s bör man inte räkna med någon perkolation över huvud taget (Svenskt vatten, 1983). För att förbättra perkulationsförmågan i en jord kan en perkulationsanläggning, ett underjordiskt utrymme fyllt med grovt stenmaterial, byggas. När grumligt vatten når en perkulationsanläggning riskerar de uppgrumlade partiklarna att avsättas inne i anläggningen vilket medför att vattengenomsläppligheten sänks (Stahre & Urbonas, 1993). På grund av detta är det viktigt att grumligt vatten renas innan det når en infiltrations- eller perkulationsanläggning.

<sup>9</sup> Effektiv porositet: den andel av ett materials totala volym som medverkar i vattenströmning

<sup>10</sup> Viskositet: mått på hur tjock en vätska är

## RENING

Urbonas & Stahre (1993) listar tre sätt som föroreningar kan hamna i dagvattnet:

- Lösas i regndroppar i atmosfären
- Tvättas av från markytor
- Ackumuleras i till exempel brunnar och diken och följa med nästa omgång av dagvatten

Enligt Larm (1994) förorenas dagvatten främst av tungmetaller och suspenderade ämnen (se Sedimentering nedan). Tungmetaller förekommer i dagvatten på partiklar eller i löst form beroende på vattnets pH-värde, men är vanligast i partikulär form (Butler & Davies, 2004). Den grupp tungmetaller som orsakar mest oro på grund av bioackumulation<sup>11</sup> och negativa effekter hos människor, djur och växter (Larm & Pirard, 2010) är kvicksilver, kadmium och bly, följt av krom, zink, koppar, arsenik och nickel (Hagerberg et al., 2004). Dessa har alla haft stor betydelse i industriella sammanhang (Larm, 1994; Warfvinge, 1997) och hamnar på marken via fordonstrafik, korrosion av byggnadsmaterial, sandning och atmosfäriskt nedfall (Larm & Pirard, 2010). Bly i bensin förbjöds 1989 (Europeiska gemenskapens kommission, 1989) och sedan dess har blyhalten minskat i dagvattnet (Larm, 1994).

Polyaromatiska kolväten, PAH, förekommer också partikelbundet i dagvattnet (Larm, 1994). PAH är den största, kända cancerogena ämnesgruppen och sprids till dagvattnet från bland annat fordonstrafiken (Westlin, 2004).

### *SEDIMENTERING*

Små partiklar som frigörs genom erosion kan slammas upp i dagvattnet, suspenderas, då vattnet rör sig med en hastighet som är tillräckligt hög för att de ska svepas med (Salomons & Förstner, 1984). Sedimentering är det motsatta förloppet och sker när vattnets hastighet sänks så mycket att dessa partiklar dalar mot botten igen (Persson, 1998). Tyngre partiklar sedimenterar fortare än lätta men även partiklarnas densitet avgör sedimenteringstakten (Stahre & Urbonas, 1993). Små suspenderade partiklar kan agglomerera, klumpas ihop, och sjunker då snabbare än de gjort enskilt (Stahre & Urbonas, 1993). På grund av detta ökar reningseffekten från sedimentering med ökad initialkoncentration (Stockholm water and sewer works, 1978 se Stahre & Urbonas 1993). För hårt förorenat vatten är det alltså viktigt att inte späda ut det med till exempel dräneringsvatten innan det når en sedimenteringsanläggning.

Dagvattenanläggningar utformade för sedimentering är främst inriktade på att sänka vattnets flödeshastighet (Persson, 1998). Deras dimensionering är avgörande för funktionen. Om en sedimenteringsanläggning är dimensionerad för ett för litet regn förlorar den i effektivitet eftersom dess kapacitet kommer överskridas ofta och vattnet tvingas vidare i systemet orenat (Stahre & Urbonas, 1993). Om den dimensioneras för ett för stort regn kommer den tömmas för snabbt och tappa i reningsförmåga (ibid.). Vegetation som bromsar

---

<sup>11</sup> Bioackumulation: anrikning av miljögift i biologisk organism

vattnet främjar sedimentering och kan även minska risken för resuspension (Svenskt vatten, 2011b). Bäckström (2002) har i undersökningar funnit att ett tätt, välutvecklat grästäck är den viktigaste faktorn för hög partikelreduktion på ytor som vatten strömmar över.

Eftersom tungmetaller och PAH i dagvatten främst förekommer bundet på partiklar är sedimentering den viktigaste reningsaspekten för dessa (Lönngren, 2001). Föroreningar som förekommer i löst form renas inte genom sedimentering (Jurries, 2003). Sedimentering innebär att föroreningarna ackumuleras på botten av anläggningen. För att bibehålla anläggningens kapacitet bör sedimenten rensas bort med jämna mellanrum. Eftersom sediment från dagvattenanläggningar kan innehålla höga halter tungmetaller deponeras det ofta utan följande användning (Larm, 1994).

#### *FILTRERING*

Vatten som passerar genom vegetations- och marklager kan renas genom filtrering. Föroreningar i vattnet binds till jordpartiklar genom adsorption<sup>12</sup> och bryts ned mikrobiellt (Larm, 1994; Svenskt vatten, 1983). Jord är oftast negativt laddad vilket gör att positivt laddade metalljoner binds vid filtrering (Jurries, 2003). Ju högre laddningstäthet hos jorden desto bättre filtreringseffekt. Jurries (ibid.) rekommenderar en laddningstäthet på 15 meq/100 g jord och listar vanliga värden för ett par jordtyper (se Tabell 6):

**Tabell 6: Laddningstäthet för några olika jordtyper**

<b>Jordtyp</b>	<b>Laddningstäthet [meq/100 g]</b>
Sand	1 - 5
Mellanlera	15 - 30
Lera	> 30
Organiskt material	200 - 400

Ref: utdrag ur Jurries, 2003, s. 4

Larm (1994) bekräftar att bindning av tungmetaller är mer effektiv i ler- och humusrika jordar än i jordar av grövre material. Författaren förklarar att metaller i partikulär form ofta fastnar redan i det översta markskiktet och att metaller i jonform adsorberas av ler och organiskt material. Adsorptionen är så effektiv att metaller ackumuleras i ett jordlager av bara ett par tums tjocklek (Jurries, 2003; Larm, 1994).

En anläggnings kapacitet för rening genom filtrering kan försämrats om den ligger intill vägar som saltas vintertid eftersom salt är skadligt för växtligheten och dessutom försämrar markstrukturen (Svenskt vatten, 1983). Detta faktum kan ställas i relation till andra ytor och vattendrag som drabbas av saltet om man inte anlägger en vegetationsyta.

---

<sup>12</sup> Adsorption: då ett ämne i löst form i en vätska fastnar på ytan av ett fast material



### *BIOLOGISK RENING*

Det lever en mängd mikroorganismer på växtdelar under vattenytan eller fritt i vattnet (Kadlec & Wallace, 2009). Många av dessa kan bidra till vattenrening. Främst renas vattnet från kväve genom denitrifikationsbakterier som omvandlar organiskt kväve till kvävgas som sedan återgår till atmosfären (Persson, 1998). Dessutom bidrar andra typer av bakterier till nedbrytning av organiska föroreningar under både aeroba och anaeroba förhållanden (Butler & Davies, 2004). För att bakterierna ska kunna överleva krävs en kolkälla (Butler & Davies, 2004) vilket döda delar från växtlighet kan bidra med (Svenskt vatten, 2011b). Biologisk rening gynnas även av att vattnet får passera så stora biologiskt aktiva ytor som möjligt (Svenskt vatten, 2011b). I processen renas vattnet genom biosorption<sup>13</sup> (Larm, 1994). Det är viktigt att vegetationen håller sig upprätt trots vattenflödet (Jurries, 2003). Under perioder då anläggningen är torrlagd är den biologiska nedbrytningen från bakterier och mikroorganismer reducerad (Jurries, 2003).

### KOMBINATIONER AV EKOSYSTEMTJÄNSTER

Då ekosystemtjänster som dagvattenanläggningar kan bidra till studeras inses att olika ändamål kräver olika utformning. I vissa system görs allt för att gynna sedimentering, i andra är sedimentering det som begränsar anläggningens livslängd. En del tjänster kan dock kombineras. Infiltration till grundvattnet innebär att vattnet måste passera genom marklager där det samtidigt kan renas genom filtrering. Ju mer vatten som sjunker ned i jorden desto mindre ytavrinning nedströms så grundvattenbildning kan även bidra till utjämning av flödestoppar. Vegetation bidrar med utjämning genom sänkning av vattnets hastighet men också till biologisk rening. Växternas rötter förbättrar även strukturen på jorden så att infiltrationsförmågan behålls hög.

Hur hög kapacitet olika öppna dagvattenanläggningars har inom de olika ekosystemtjänsterna har i det här arbetet bedömts med hjälp av en enkät till experter inom området. Nedan följer en presentation av de valda anläggningarna.

---

<sup>13</sup> Biosorption: fastläggning av föroreningar i biologiskt material

# ÖPPNA DAGVATTENANLÄGGNINGAR

## *INFILTRATION PÅ GRÄSYTOR*

Dagvatten från till exempel tak eller vägar kan ledas till gräsytor för att där infiltrera ned i marken (Stahre, 2004). Lutning av marken krävs för att hindra vattnet från att bli stående men lutningen ska vara tillräckligt svag för att inte orsaka erosion vid normala regn (Åkerblad, 1981). Grästäckets har stor förmåga att infiltrera och ta upp vatten så anläggningen kan nyttjas även om underliggande jordlager är täta (Stahre, 2004). Det krävs dock att gräset är tillräckligt tätt för att det ska kunna bromsa vattnet och luckra jorden så att infiltrationsförmågan bibehålls (Stahre & Urbonas, 1993) samt skydda mot erosion (Larm, 1994).



**Figur 1: Infiltration på gräsytor, exempel från Stahre (2004)**

Reningen i ytor som infiltrerar vatten sker genom filtrering, biosorption och sedimentering (Larm, 1994). Lindvall (2009) har utfört experiment i Malmö som visade att föroreningshalten av koppar, bly, zink och tunga oljor från trafikerad väg fortfarande avtog både med jorddjup och avstånd från väg, hos anläggningar efter åtta år i drift. Infiltration på gräsytor bidrar även i viss mån till utjämning av flödestoppar eftersom transporttiden för vattnet förlängs (Larm, 1994). Beroende på jordens förutsättningar och anläggningens placering i landskapet kan den bidra till grundvattenbildning i varierande utsträckning (se Grundvattenbildning ovan).

### *SVACKDIKEN*

Svackdiken är grunda, gräsklädda dikessystem som kan bidra till alla de studerade ekosystemtjänsterna (Stahre, 2004). Mellan regn är anläggningarna torrlagda. Beroende på förutsättningarna hos den omgivande marken kan perkolationsmagasin (Stahre, 2004) eller klena dräneringsrör anläggas i dikets botten. Gräset ska vara tillräckligt tätt för att kunna bromsa vattnet och luckra jorden så att infiltrationsförmågan hålls hög (Stahre & Urbonas, 1993) samt motverka erosion (Larm, 1994)



**Figur 2: Svackdike, exempel från Stahre (2004)**

Svackdiken placeras tidigt i en hanteringskedja eftersom de både fungerar som reningsmetod och flödesutjämnare (Persson, 1998). Svackdiken bidrar till rening av vattnet genom sedimentering och fastläggning av suspenderat material (Larm, 1994). Beroende på jordens förutsättningar och svackdikets placering i landskapet kan det bidra till grundvattenbildning i varierande utsträckning (se Grundvattenbildning ovan).

### ÖVERSVÄMNINGSYTOR

Översvämningssytor är vegetationsklädda ytor, försänkta i förhållande till omgivningen, dit andra dagvattenanläggningar kan svämma över vid kraftiga regn (Stahre, 2004). När flödet minskar rinner det magasinerade vattnet tillbaka genom självfall. Ytorna dräneras fullständigt vid tömning och kan då ha andra användningsområden (ibid.).



**Figur 3: Översvämningssyta, exempel från Stahre (2004)**

Översvämningssytor bidrar till alla ekosystemtjänster. Utjämning av flödestoppar sker genom utformning, rening och grundvattenbildning genom vegetationstäcket och den underliggande genomsläppliga marken (se Infiltration och Filtrering).

Översvämningssytor kräver utrymme och kan med fördel anläggas på så kallade gröna stråk, men även mindre ytor, till exempel fotbollsplaner, går att utnyttja (Svenskt vatten, 2011b). Översvämningssytorna används som en sista utväg när alla andra delar av dagvattensystemet är fulla, vilket oftast endast inträffar vid kraftiga regn. Vid dessa dåliga väder används sällan sportplaner och andra stora öppna ytor och därför är det inte ett problem att utnyttja dessa. För att snabbt få tillbaka användbarheten av ytorna bör vattnet kunna rinna tillbaka dit där det kom från genom självfall så snart som möjligt efter att systemet återfår kapacitet.



### *DAMMAR*

Dammar är anläggningar med permanenta vattenspeglar (Stahre, 2004). Det finns flera typer av dammar med skilda syften och därmed skild utformning. För dammar avsedda att minska näringshalten i vattnet är vattenytans storlek viktigare än dess djup (Persson, 1998). Det omvända gäller för dagvattendammar avsedda att utjämna och rena från tungmetaller (ibid.). I den här rapporten syftar "damm" på den senare av dessa definitioner.



**Figur 4: Damm, exempel från Stahre (2004)**

Rening i dammar sker främst genom sedimentering men även genom växtupptag och bakteriell nedbrytning (Larm, 1994). Vattenomsättningen och strömningsförhållande är avgörande för dammens renande förmåga (Persson, 1998). Larm (1994) poängterar att rensning från sediment med jämna mellanrum är en förutsättning för bibehållen renings-effektivitet. För att göra reningen i dammar så effektiv som möjligt bör rent vatten avledas på annat vis och föroreningarna därmed koncentreras i dammen (se Sedimentering ovan).

För att bibehålla vattenspegel kan infiltration förhindras genom att botten prepareras med lera (Larm, 1994) eller en tät duk (Svenskt vatten, 2011b). Dammar bidrar därför sällan till grundvattenbildning. Deras utjämnande förmåga skapas genom att de anläggs med en kapacitet att ta emot vatten över den normala vattennivån vid kraftiga regntillfällen (Svenskt vatten, 2011b) samt med en anordning för kontrollerad avtappning (Larm, 1994). Ett bräddavlopp försäkrar att dammen inte svämmer över (Larm, 1994) men dammens renande förmåga kommer reduceras då detta utnyttjas.

### KANALER

Kanaler är hårdgjorda, öppna dagvattenanläggningar med kapacitet att transportera och ta emot överskottsvatten vid kraftiga regn (Stahre, 2004). Överskottsvatten avtappas därefter kontrollerat. Mellan regn kan anläggningarna bli torrlagda. Kanaler anläggs exempelvis i mycket flacka områden där ledningar med självfall skulle bli komplicerade eller omöjliga att anlägga (Stahre, 2004).



Figur 5: Kanal, exempel från Stahre (2004)

Eftersom kanaler är hårdgjorda bidrar det inte till grundvattenbildning utan är främst avsedda för utjämning av flödestoppar (Petersson, 2013). Kanaler kan ha en viss renande funktion genom sedimentering (Larm, 1994). Risken för att sedimenterat material resuspenderas vid efterkommande regn eller varierande flöde är dock överhängande (Larm, 1994).

### SAMMANFATTNING AV ÖPPNA DAGVATTENANLÄGGNINGAR

Som framgår av granskningen ovan bidrar öppna dagvattenanläggningar till olika ekosystemtjänster. I Tabell 7 nedan presenteras en sammanställning av litteraturens rekommenderade användningsområden för de valda öppna dagvattenanläggningarna. I vilket utsträckning anläggningarna bidrar till ekosystemtjänsterna visas inte i tabellen. Kanalers reningsförmåga har inte markerats i tabellen eftersom litteraturen tydligt markerar att den är låg.

Tabell 7: Användningsområden för öppna dagvattenanläggningar

<i>Anläggningstyp</i>	<i>Utgjämning av flödestoppar</i>	<i>Grundvattenbildning</i>	<i>Rening</i>
Infiltration på gräsytor	X	X	X
Svackdiken	X	X	X
Översvämningssytor	X	X	X
Dammar	X		X
Kanaler	X		

## GRÖNYTEFAKTORMODELLER

En grönytefaktormodell är ett poängsystem som används inför exploatering av kommunal mark. Modellen ämnar ta vara på de förtjänster som grönska ger, till exempel biologisk mångfald och omhändertagande av dagvatten (Malmö stad et al., 2012; Stockholm stad, 2012). En grönytefaktorpoäng beräknas under projekteringsfasen och måste enligt kommunens regler uppnå en viss nivå för att exploateringen ska få tillstånd (ibid.).

Två grönytefaktormodeller har studerats under detta examensarbete. De två modellerna används av Stockholm (Stockholm stad, 2012) respektive Malmö och Lund (Malmö stad et al., 2012). Grönytefaktormodellerna riktar sig främst till stadsplanerare, landskapsingenjörer och landskapsarkitekter och är ett sätt att bevara komponenter som riskerar bli åsidosatta av exempelvis ekonomiska intressen (Kiltorp, 2011). De är mer lokalt anpassade än till exempel miljöcertifieringssystemet BREEAM<sup>14</sup> som utgår från ett globalt perspektiv (Kiltorp, 2011). Båda grönytefaktormodellerna utvecklas löpande (Malmö stad et al., 2012; Stockholm stad, 2012).

De två grönytefaktormodellerna ingår båda i övergripande miljöprogram. Miljöbyggprogram SYD (2012) som används av Malmö och Lund, omfattar flera delmål. Grönytefaktormodellen ingår i ett delmål om urban biologisk mångfald. I texten som beskriver delmålet likställs dagvattenhantering med utjämning av flödestoppar (ibid.). Även Stockholms miljöprogram omfattar flera delmål och grönytefaktormodellen har anpassats för att uppnå alla. Fokus för dagvattenhanteringen ligger på utjämning men även behovet av rening omnämns kort (Stockholm stad, 2012). Risken med att fokusera på utjämning av flödestoppar är att byggprojekt kan tilldelas poäng för dagvattenanläggningar som inte uppfyller platsens behov. Stockholms grönytefaktormodell gäller än så länge bara för området Norra Djurgårdsstaden och baseras på en utredning om framtida klimatförändringar i området (ibid.). Här har alltså lokal anpassning funnits med i utvecklingen av modellen. Infiltration för grundvattenbildning rekommenderas till exempel inte på särskilt förorenade platser (ibid.).

Båda grönytefaktormodellerna ger poäng i två steg: grundpoäng och bonuspoäng. Ytor tilldelas först poäng genom en grundfaktor som beror på ytornas markanvändning. Grundfaktorn multipliceras med ytans storlek och ger ytans grundpoäng. Därefter kan enskilda ytor tilldelas bonuspoäng om de tar emot dagvatten som rinner av från andra, hårdgjorda ytor. Dessa bonuspoäng beräknas genom en tilläggsfaktor. Bonuspoängen för grönytor beräknas genom att tilläggsfaktorn multipliceras med den hårdgjorda ytans storlek. Bonuspoängen är dock begränsade genom att den hårdgjorda ytan maximalt får bidra med en yta lika stor som grönytan. För hårdgjorda ytor som är större än grönytan de avvattnas mot ger den överskjutande delen inget bidrag till tilläggsfaktorn. För vattenytor beräknas bonuspoängen genom att tilläggsfaktorn multipliceras med den hårdgjorda ytans storlek. Ingen begränsning för den hårdgjorda ytans storlek. Istället förutsätts att vattenytan är dimensionerad så att den rymmer minst 20 l vatten per avvattnad kvadratmeter

---

<sup>14</sup> BREEAM: BRE (Building Research Establishment) Environmental Assessment Method

hårdgjord mark. När bonuspoängen beräknats adderas de till ytans grundpoäng. När alla grund- och tilläggsfaktorer multiplicerats in summeras produkterna och summan viktas mot områdets totala yta. Resultatet blir det värde för hela området som används för att bedöma projektet. I Tabell 8 visas hur grönytor och vattenytors maximala poäng (grundpoäng + bonuspoäng) beräknas inom de två modellerna.

**Tabell 8: Maximal faktor (grundfaktor + tilläggsfaktor) för öppna dagvattenanläggningars ytor inom grönytefaktormodellerna för Malmö/Lund respektive Stockholm**

<b>Anläggningstyp</b>	<b>Malmö/Lund [Ref 1]</b>	<b>Stockholm [Ref 2]</b>
Infiltration på gräsytor	1,0 * <i>grönyta</i> + 0,2 * <i>avvattnad yta</i>	2,0 * <i>grönyta</i> + 0,1 * <i>avvattnad yta</i>
Swackdiken		
Översvämningssytor		
Dammar	1,0 * <i>vattenyta</i> + 0,2 * <i>avvattnad yta</i>	1,0 * <i>vattenyta</i> + 0,2 * <i>avvattnad yta</i>
Kanaler		

Ref 1: Malmö stad et al., 2012

Ref 2: Stockholm stad, 2012

Den slutliga poängsumman som ska uppnås för att ett exploateringsprojekt ska ges klartecken är 0,6 inom Stockholms grönytefaktormodell (Stockholm stad, 2012) och mellan 0,4-0,6 för Malmö/Lunds modell beroende på miljöklass och områdestyp (Malmö stad et al., 2012).

I den grönytefaktormodell som används i Malmö och Lund utvärderas resultatet av ett projekt efter cirka två år. Om byggherren då inte lever upp till de ställda kraven görs ingen åtgärd, men faktumet kan komma att beaktas vid kommande projekt (Malmö stad et al., 2012). I Stockholms modell redovisas resultatet i en kontrollplan (Stockholm stad, 2012). Inget nämns om konsekvenser av att resultatet inte uppnår målen.



# ENKÄTUNDERSÖKNING

För att bedöma de öppna dagvattenanläggningarnas kapacitet inom de valda ekosystemtjänsterna har en enkät skickats till femton utvalda experter på området. I enkäten presenterades de fem öppna dagvattenanläggningarna som beskrivits ovan. Ekosystemtjänsterna utjämning av flödestoppar, rening och grundvattenbildning beskrevs översiktligt. Respondenterna ombads värdera hur väl de fem öppna dagvattenanläggningarna presterar inom ekosystemtjänsterna utifrån sina erfarenheter. Värderingen gjordes på en skala från 0 till 5 i steg om 1, där 0 innebar låg kapacitet och 5 innebar hög kapacitet. Webblänk till enkäten, som var webbaserad, skickades ut med e-post i februari 2014. Veckan därpå skickades ytterligare ett e-postmeddelande som tackade för medverkan och påminde om att enkäten fortfarande var öppen för de som inte hunnit svara. Enkäten i sin helhet samt båda e-postmeddelandena finns bifogade i Bilaga 1.

## ENKÄTSVAR

Av de femton kontaktade personerna valdes tretton ut av handledaren (Jesper Persson), en rekommenderades av en annan expert och ytterligare en rekommenderades efter förfrågan till Stockholm Vatten. Det finns fler personer i Sverige som skulle vara lämpliga respondenter av enkäten men vars namn inte dykt upp i sökprocessen. De personer som enkäten skickades till listas i Bilaga 2. Enkäten besvarades anonymt av nio personer.

Enkätsvarens tyngdpunkt har beräknats med aritmetiska medelvärden enligt Ekvation 7. Medelvärdena har därefter anpassats till en skala från 0 till 1, som i grönytefaktormodellerna, istället för den skala från 0 till 5 som satts i enkäten. Resultatet presenteras i Tabell 9 nedan. Fullständiga enkätsvar finns bifogade i Bilaga 3.

$$\bar{x} = \frac{w_1x_1 + w_2x_2 + \dots + w_nx_n}{w_1 + w_2 + \dots + w_n} \quad \text{Ekvation 7}$$

$\bar{x}$  = aritmetiskt medelvärde

$x_i$  = reella värden

$w_i$  = viktning (antal svar per svarsalternativ)

Ref: Nilsson, 1978

Tabell 9: Aritmetiska medelvärden av enkätresultat, avrundat till två värdesiffror

Anläggningstyp	Utjämning av flödestoppar	Grundvattenbildning	Rening
Infiltration på gräsytor	0,6	0,7	0,7
Svackdiken	0,8	0,6	0,7
Dammar	0,8	0,2	0,7
Kanaler	0,7	0,1	0,3
Översvämningsytor	0,9	0,7	0,7

### SPRIDNINGSGRAD

För att bedöma hur väl respondenterna var eniga i sin bedömning beräknades spridningen bland deras svar med hjälp av spridningsmått variationsvidd och standardavvikelse<sup>15</sup>. Variationsvidd är skillnaden mellan högsta och lägsta bedömda kapacitet för en anläggning (Nilsson, 1978). Standardavvikelse anger hur mycket de bedömda kapaciteterna i snitt skiljer sig från medelvärdet av alla bedömningar (Ekvation 8).

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

**Ekvation 8**

*s = standardavvikelse*

*n = antal svar*

*Övriga variabler enligt tidigare ekvationer*

**Ref: Nilsson, 1978**

Variationsvidden mäter den absoluta spridningen bland svaren men säger inget om hur stort spridningen är jämfört med antalet möjliga svar. För att relatera variationsvidden till hela svarsspektrumet beräknades viktad variationsvidd genom att dela varje bedömningspunkts variationsvidd med 6 (antal svarsalternativ mellan 0 och 5).

För att kunna göra en bedömningsgrund baserad på ett enda spridningsmått multiplicerades den viktade variationsvidden och standardavvikelsen. Kombinationen av spridningsmått innebar att alla bedömningspunkter som hade hög spridning inom enskilda spridningsmått fick en hög kombinerad spridning. Resultatet presenteras i Tabell 10 nedan. Enkät svar som med denna spridningsberäkning hade en kombinerad spridning under 0,5 bedömdes vara tillräckligt samlade för att ge en god bild av dagvattenanläggningarnas kapacitet. Sex stycken bedömningspunkter över den gränsen. Dessa har markerats med kursiv stil och skaffering i tabellen.

**Tabell 10: Spridning bland enkät svar**

<i>Anläggningstyp</i>	<i>Spridning</i>		
	<b>Utjämning av flödestoppar</b>	<b>Grundvattenbildning</b>	<b>Rening</b>
Infiltration på gräsytor	<i>1,00</i>	<i>0,61</i>	0,22
Svackdiken	0,49	0,49	0,48
Dammar	0,20	0,49	<i>0,69</i>
Kanaler	<i>0,82</i>	0,22	0,22
Översvämningsytor	0,46	<i>0,69</i>	<i>0,89</i>

<sup>15</sup> Standardavvikelse: den positiva kvadratroten ur medelvärdet av kvadraterna på skillnaden mellan värde och aritmetiskt medelvärde (Nilsson, 1978)

## RESULTAT

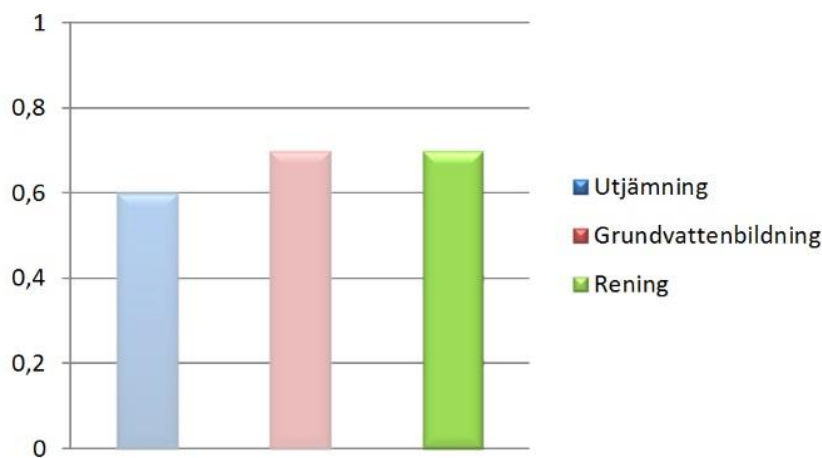
Resultaten har analyserats grovt genom att dela in bedömningspunkterna i två grupper baserat på om medelvärdet är över eller under 0,5. De vars medelvärde är över 0,5 anses ha blivit högt värderade av experterna inom respektive ekosystemtjänst. De vars medelvärde är under 0,5 anses ha blivit lågt värderade. En hög värdering innebär i det här fallet att dagvattenanläggningen bedöms lämplig för att uppnå respektive ekosystemtjänst. Analysen presenteras nedan efter genomgång av anläggningarnas enskilda resultat.

För sex av de femton bedömningspunkterna (40 %) kan inte konkreta slutsatser dras på grund av att enkätsvaren var alltför spridda. Deras resultat presenteras ändå i sammanställningen nedan eftersom den ovan beskrivna analysen av svaren är möjlig. Hög svarsspridning har i diagrammen nedan markerats med ljus färg.

Resultatet från enkäten kan även jämföras med litteraturstudien. Alla bedömningspunkter som i litteraturstudien markerats som lämpliga (se Tabell 7) har tilldelats ett medelvärde på 0,6 eller högre i enkäten. De bedömningspunkter som inte bedömts som lämpliga har tilldelats ett medelvärde på 0,3 eller lägre. Resultatet från enkäten anses därför stämma överens med slutsatserna från litteraturstudien.

### INFILTRATION PÅ GRÄSYTOR

Infiltration på gräsytor bedöms ha hög kapacitet inom alla ekosystemtjänsterna. Svarsspridningen var dock hög på två bedömningspunkter, utjämning av flödestoppar och grundvattenbildning. Gällande utjämning har en tredjedel av respondenterna placerat anläggningens kapacitet i den lägre halvan av svarsspektrumet medan en respondent bedömer att anläggningen har högsta möjliga kapacitet. I den här formen av studie ges inget svar på varför erfarenheterna skiftar så mycket. Litteraturstudien anger trög avledning som främsta utjämnande effekt hos infiltration på gräsytor. Ytterligare utjämning kan uppnås genom gräsyntans utformning vilket kan ligga grund till respondenternas skiftande erfarenhet.



Figur 6: Medelvärden för infiltration på gräsytor

#### **Utjämning av flödestoppar**

Medelvärde: 0,6  
Variationsvidd: 0,6  
Standardavvikelse: 1,67  
Kombinerat spridningsmått: 1,00

#### **Grundvattenbildning**

Medelvärde: 0,7  
Variationsvidd: 0,4  
Standardavvikelse: 1,53  
Kombinerat spridningsmått: 0,61

#### **Rening**

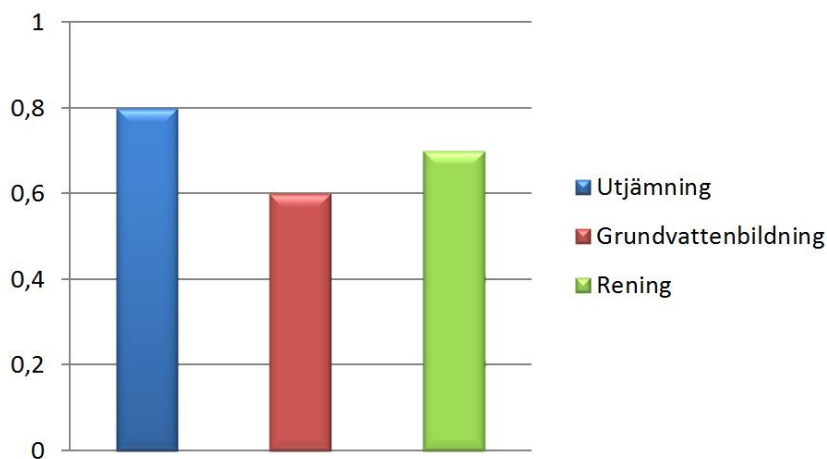
Medelvärde: 0,7  
Variationsvidd: 0,2  
Standardavvikelse: 1,11  
Kombinerat spridningsmått: 0,22

Resultatet för grundvattenbildning har även det hög spridning men alla svar låg i den högre halvan av svarsspektrumet. Experterna har således en positiv bild av anläggningens förmåga till grundvattenbildning men är inte eniga i sin bedömning av kapaciteten. Litteraturstudien pekar på stora skillnader i infiltrations- och perkolationshastighet beroende på jordtyp vilket är en möjlig förklaring till experternas skiftande erfarenheter.

För reningskapaciteten hos infiltration på gräsytor var svarsspridningen låg och enkätsvarens medelvärde var 0,7. Detta motsvarar bedömningen som baserats på litteraturstudien, att infiltration på gräsytor är en lämplig anläggningstyp för rening av dagvatten. Litteraturstudien pekar på att grästäcket är den främsta källan till rening genom sin filtrerande effekt. Även det översta marklagret påverkar men detta är i högre grad beroende på markförhållanden (se Tabell 6).

### SVACKDIKEN

Svackdiken är den enda anläggningstypen som fått acceptabelt låg svarsspridning på alla bedömningspunkter. Det kombinerade spridningsmåttet är dock nära gränsen för acceptabel spridning för alla punkter. Alla medelvärden ligger i den övre halvan av svarsmöjligheter och är alltså positivt bedömda av experterna vilket motsvarar slutsatserna från litteraturstudien. I en inbördes jämförelse mellan medelvärdena har dock utjämning av flödestoppar fått högst värde. Svackdiken kan bidra till utjämning både genom magasinering och trög avledning.



Figur 7: Medelvärden för svackdiken

#### **Utjämning av flödestoppar**

Medelvärde: 0,8  
Variationsvidd: 0,4  
Standardavvikelse: 1,24  
Kombinerat spridningsmått: 0,49

#### **Grundvattenbildning**

Medelvärde: 0,6  
Variationsvidd: 0,4  
Standardavvikelse: 1,24  
Kombinerat spridningsmått: 0,49

#### **Rening**

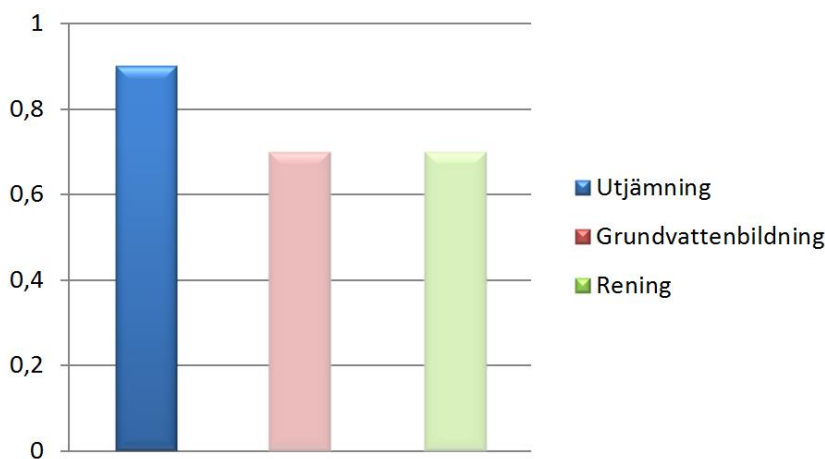
Medelvärde: 0,7  
Variationsvidd: 0,4  
Standardavvikelse: 1,20  
Kombinerat spridningsmått: 0,48

Svackdikens grundvattenbildning baseras på markförhållanden, precis som för infiltration på gräsytor. Svackdikens kapacitet har dock möjlighet att bli högre eftersom vattnet förblir stående på ytan istället för att endast rinna över. Trots detta har kapaciteten för grundvattenbildning hos svackdiken bedömts lägre än för infiltration på gräsytor av experterna.

Svackdiken bidrar till rening genom alla metoder som litteraturstudien funnit: sedimentering, filtrering och biologisk rening. Effekten av biologisk rening reduceras dock om diket tillåts torka ut mellan regn.

## ÖVERSVÄMNINGSYTOR

Gällande utjämning av flödestoppar hos översvämningssytor gav enkätsvaren ett medelvärde på 0,9 vilket stämmer överens med den bedömning som litteraturstudien legat till grund för. Utjämning är enligt litteraturstudien det primära syftet med översvämningssytor och enkätresultatet tyder på att det ytorna kan leva upp till sitt mål.



Figur 8: Medelvärden för infiltration på gräsytor

### ***Utjämning av flödestoppar***

Medelvärde: 0,9  
Variationsvidd: 0,4  
Standardavvikelse: 1,15  
Kombinerat spridningsmått: 0,46

### ***Grundvattenbildning***

Medelvärde: 0,7  
Variationsvidd: 0,6  
Standardavvikelse: 1,14  
Kombinerat spridningsmått: 0,69

### ***Rening***

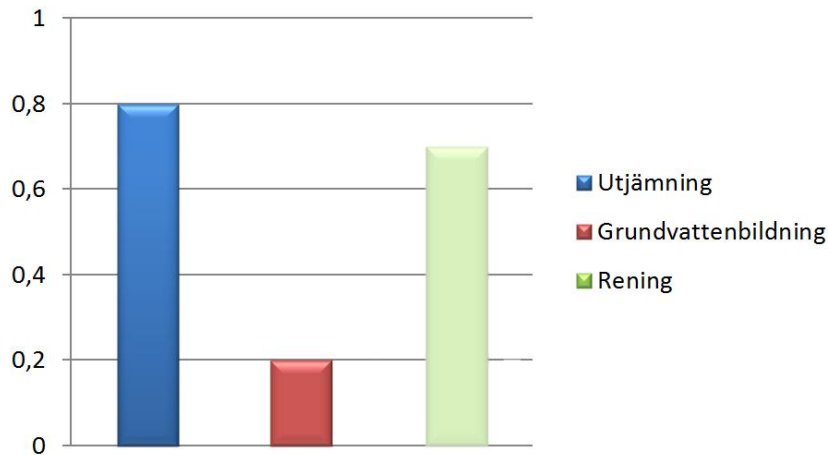
Medelvärde: 0,7  
Variationsvidd: 0,6  
Standardavvikelse: 1,48  
Kombinerat spridningsmått: 0,89

För översvämningssytor hade enkätsvaren om både grundvattenbildning och rening ett alltför högt spridningsmått för att basera konkreta slutsatser på. För grundvattenbildning har dock åtta av nio respondenter lämnat en positiv bedömning. Liksom hos svackdiken och infiltration på gräsytor baseras översvämningssytors kapacitet för grundvattenbildning på markförhållanden. Eftersom markförhållanden skiftar mycket över landet kan detta vara en möjlig förklaring till svarens höga spridningsgrad.

För rening är bara ett svar tydligt avvikande och betydligt lägre än övriga svar. Resultatet ger ett högt spridningsmått och väcker intresse för vad den avvikande respondenten grundar sin bedömning på. De övriga respondenterna, åtta av nio, bedömer anläggningens kapacitet som positiv inom rening. Enligt litteraturstudien bidrar översvämningssytor till rening genom främst filtrering men även sedimentation.

### *DAMMAR*

För dammar är spridningen bland svar låg i fråga om utjämning av flödestoppar och grundvattenbildning. I båda fallen speglar enkätens medelvärden den bedömning som grundats på litteraturstudien, det vill säga hög kapacitet för utjämning och låg för grundvattenbildning.



**Figur 9: Medelvärden för dammar**

#### ***Utjämning av flödestoppar***

Medelvärde: 0,8

Variationsvidd: 0,4

Standardavvikelse: 0,50

Kombinerat spridningsmått: 0,20

#### ***Grundvattenbildning***

Medelvärde: 0,2

Variationsvidd: 0,4

Standardavvikelse: 1,24

Kombinerat spridningsmått: 0,49

#### ***Rening***

Medelvärde: 0,7

Variationsvidd: 0,6

Standardavvikelse: 1,14

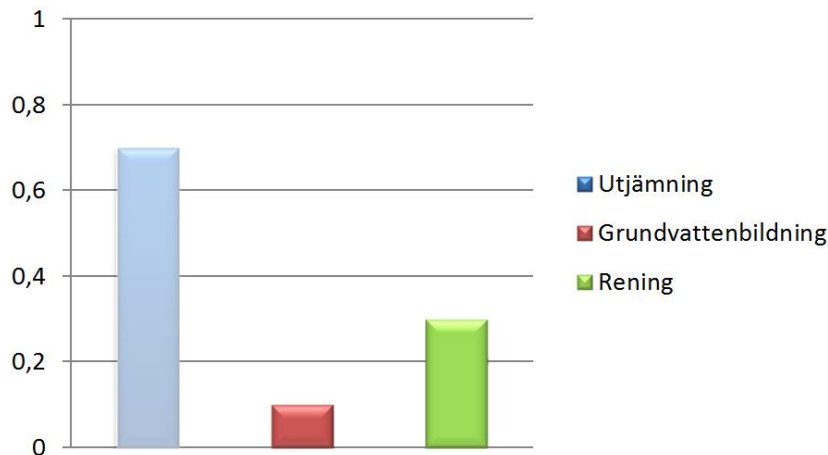
Kombinerat spridningsmått: 0,69

Genom litteraturstudien framkom att infiltration ofta förhindras vid anläggning av dammar för att bibehålla en vattenspiegel. Detta stämmer överens med experternas låga bedömning av dammars kapacitet inom grundvattenbildning.

Gällande rening är svaren mer spridda. Två respondenter har svarat avvikande från övriga, en högre och en lägre. Åtta av nio respondenter har dock gett anläggningen en positiv bedömning genom att svara i den högre halvan av svarsspektrumet. En orsak till svarsspridningen kan vara att dammar kan användas både för rening och utjämning. Utformningen varierar dock med syftet.

## KANALER

Frågan om kanalers förmåga att utjämna flödestoppar har inte uppnått ett tillräckligt samlat enkätsvar för att vara underlag för konkreta slutsatser. En majoritet av respondenterna, sju av nio, har dock gett kanaler en positiv bedömning för utjämning av flödestoppar. Litteraturstudien anger att kanalers vattennivå styrs med kontrollerad avtappning och att de tillåter torrläggning mellan regn. Enligt detta borde de ha hög kapacitet för utjämning av flödestoppar.



Figur 10: Medelvärden för kanaler

### **Utjämning av flödestoppar**

Medelvärde: 0,7  
Variationsvidd: 0,6  
Standardavvikelse: 1,36  
Kombinerat spridningsmått: 0,82

### **Grundvattenbildning**

Medelvärde: 0,1  
Variationsvidd: 0,2  
Standardavvikelse: 1,11  
Kombinerat spridningsmått: 0,22

### **Rening**

Medelvärde: 0,3  
Variationsvidd: 0,2  
Standardavvikelse: 1,11  
Kombinerat spridningsmått: 0,22

För grundvattenbildning och rening är svaren istället väl samlade. I båda fall är medelvärdet av enkätsvaren lågt, precis som bedömningen från litteraturstudien. Kanaler bedöms alltså inte vara lämpliga anläggningar för grundvattenbildning eller rening. Enligt litteraturstudien skapas kanalers reningseffekt uteslutande genom sedimentering. En hög risk för resuspension vid senare regntillfälle föreligger dock.



## ANALYS

Resultaten har analyseras genom att dela in bedömningspunkterna i två grupper baserat på om medelvärdet är över eller under 0,5. De vars medelvärde är över 0,5 anses ha blivit högt värderade av experterna inom respektive ekosystemtjänst och vice versa. En hög värdering innebär i det här fallet att dagvattenanläggningen bedöms lämplig för att uppnå respektive ekosystemtjänst. Spridning bland enkätsvaren bortses från i den här analysen på grund av den grova indelningen i positiv och negativ bedömning.

Tre av de öppna dagvattenanläggningar som undersöktes i arbetet har bedömts ha hög kapacitet inom alla tre ekosystemtjänsterna. De tre anläggningarna är infiltration på gräsytor, svackdiken och översvåmningsytor. Gemensamt för dessa anläggningar är att de är vegetationsklädda. De två övriga anläggningarna, dammar och kanaler, har permanent eller tillfällig vattenyta och en tät eller nästan tät botten. De bedöms båda ha hög kapacitet för utjämning av flödestoppar och låg kapacitet för grundvattenbildning. Kapaciteten för rening varierar med hög kapacitet hos dammar och låg hos kanaler. Resultaten överensstämmer med sammanställningen av litteraturstudien (se Tabell 7) och anses därför tillförlitliga.

## JÄMFÖRELSE MED GRÖNYTEFAKTORMODELLER

Resultaten från enkäten kan inte ställas i direkt jämförelse med faktorerna från de undersöka grönytefaktormodellerna av två anledningar:

- Enkäten ger enbart en bedömning av de öppna dagvattenanläggningarnas kapacitet inom dagvattenhantering. I grönytefaktormodellerna vägs fler aspekter än bara dagvattenhantering, till exempel biologisk mångfald, in.
- Poängsättningen inom en grönytefaktormodell kan justeras bort från ett beräknat värde för att uppmuntra byggherrar att använda sig av metoder eller lösningar som kommunen anser viktiga eller attraktiva av andra anledningar (Dufbäck, 2012). Detta kan till exempel vara en metod för att främja användandet av ny teknik.

För bästa möjliga jämförelse med grönytefaktormodellernas faktorer lämpar sig medelvärdena för utjämning av flödestoppar (se Grönytefaktormodeller ovan). Alla anläggningar bedöms ha en hög kapacitet inom utjämning av flödestoppar (medelvärde > 0,5). Två av medelvärdena grundas dock på enkätsvar med hög spridning. Dessa medelvärden ligger på 0,6 och 0,7. De övriga varierar mellan 0,8 och 0,9 och endast dessa två unika värden finns representerade.

Grönytefaktormodellen för Malmö och Lund har gett de aktuella dagvattenanläggningarna inbördes likartade och relativt höga faktorer (se Tabell 11 nedan). I Stockholms modell har anläggningar med vegetationsklädda ytor tilldelats en högre faktor än de övriga. Faktorerna i Malmös och Lunds modell stämmer alltså bättre överens med enkätsvaren för utjämning eftersom alla anläggningar bedömts likartat.

**Tabell 11: Enkätresultat för utjämning av flödestoppar samt grönytefaktorer**

<i>Anläggningstyp</i>	<i>Enkät svar för utjämning</i>	<i>Malmö/Lund [Ref 1]</i>	<i>Stockholm [Ref 2]</i>
Infiltration på gräsytor	0,6	1,0 * grönyta + 0,2 * avvattnad yta	2,0 * grönyta + 0,1 * avvattnad yta
Svackdiken	0,8		
Översvämningsytor	0,9		
Dammar	0,8	1,0 * vattenyta + 0,2 * avvattnad yta	1,0 * vattenyta + 0,2 * avvattnad yta
Kanaler	0,7		

Ref 1: Malmö stad et al., 2012

Ref 2: Stockholm stad, 2012

Medelvärdena från enkäten för grundvattenbildning och rening uppvisar större inbördes skillnader (se Tabell 12 nedan) med tydlig skillnad mellan vegetationsklädda och icke-vegetationsklädda anläggningar. Lägsta medelvärde är 0,1 och högsta är 0,7, med fem unika värden representerade där emellan. Variationen är densamma även då de bedömningspunkter som uppvisat hög svarsspridning bortses från. Malmös och Lunds grönytefaktor-modell uppvisar ingen hänsyn till anläggningarnas varierande kapacitet inom grundvattenbildning och rening av dagvatten. Stockholms modell speglar anläggningarnas kapacitet inom grundvattenbildning med högre faktor för vegetationsklädda anläggningar än för icke-vegetationsklädda. Enkätsvarens variation för rening av dagvatten i icke-vegetationsklädda anläggningar gör resultaten otillräckliga för att avgöra om någon av grönytefaktor-modellerna tar hänsyn till detta.

**Tabell 12: Enkät svar för grundvattenbildning och rening samt grönytefaktorer**

<i>Anläggningstyp</i>	<i>Enkät svar för grundvattenbildning</i>	<i>Enkät svar för rening</i>	<i>Malmö/Lund [Ref 1]</i>	<i>Stockholm [Ref 2]</i>
Infiltration på gräsytor	0,7	0,7	1,0 * grönyta + 0,2 * avvattnad yta	2,0 * grönyta + 0,1 * avvattnad yta
Svackdiken	0,6	0,7		
Översvämningsytor	0,7	0,7		
Dammar	0,2	0,7	1,0 * vattenyta + 0,2 * avvattnad yta	1,0 * vattenyta + 0,2 * avvattnad yta
Kanaler	0,1	0,3		

Ref 1: Malmö stad et al., 2012

Ref 2: Stockholm stad, 2012

## SLUTSATS

Syftet med arbetet var att undersöka hur öppna dagvattenanläggningars kapacitet inom valda ekosystemtjänster varierar samt skapa en utgångspunkt för lokal anpassning i framtida grönytefaktormodeller. För att göra detta ställdes följande frågeställningar upp:

- Hur bidrar öppna dagvattenanläggningar till ekosystemtjänsterna: utjämning av flödestoppar, grundvattenbildning och rening av förorenat vatten?
- Hur bedöms öppna dagvattenanläggningar inom två svenska grönytefaktormodeller?
- Hur kan svenska grönytefaktormodeller göras mer lokalt anpassade genom att ta hänsyn till fler dagvattenrelaterade ekosystemtjänster?

Fem öppna dagvattenanläggningar studerades under arbetet: infiltration på gräsytor, svackdiken, översvåmningsytor, dammar och kanaler. Litteraturstudie resulterade i en genomgång av på vilka sätt de öppna dagvattenanläggningarna bidrar till ekosystemtjänsterna. För att bedöma hur hög kapacitet anläggningarna har inom ekosystemtjänsterna genomfördes en enkätundersökning bland svenska experter inom öppen dagvattenhantering. Resultaten från respektive metod stämmer överens med varandra och visar att vegetationsklädda anläggningar i hög grad bidrar till alla tre ekosystemtjänster. Icke-vegetationsklädda anläggningar har hög kapacitet för utjämning av flödestoppar, låg kapacitet för grundvattenbildning och varierande kapacitet för rening av dagvatten. Det sammanställda resultatet kan användas som grund för en framtida utveckling av grönytefaktormodeller med lokal anpassning.

Två grönytefaktormodeller studerades under arbetet. De två modellerna används av Stockholm (Stockholm stad, 2012) respektive Malmö och Lund (Malmö stad et al., 2012). Modellernas bedömning av de öppna dagvattenanläggningarna presenteras i Tabell 8. I båda modellerna definieras dagvattenhantering som utjämning av flödestoppar (Malmö stad et al., 2012; Stockholm stad, 2012). Med denna definition stämmer Malmös och Lunds modell överens med resultatet från arbetet. Stockholms modell speglar även anläggningarnas olika kapacitet inom grundvattenbildning. Resultaten är otillräckliga för att avgöra om någon av modellerna tar hänsyn till rening av dagvatten.

## DISKUSSION

Båda grönytefaktormodellerna utvecklas löpande (Malmö stad et al., 2012; Stockholm stad, 2012) och kan därför i framtiden innehålla allt större lokal anpassning inom dagvattenrelaterade ekosystemtjänster. Resultaten från examensarbetet kan ligga till grund för denna utveckling. Resultatet bidrar dock inte med information om hur de ingående delarna bör viktas för att uppnå en bra lokal anpassning. Detta får bedömas från fall till fall, precis som Stockholms stad ämnar göra med sin grönytefaktormodell.

Stockholms modell tycks i jämförelse med enkätresultatet ta hänsyn till både utjämning av flödestoppar och grundvattenbildning. I miljöprogrammet (Stockholm stad, 2012) kan man dock läsa om platser där infiltrering av dagvatten för grundvattenbildning bör undvikas på grund av att marken är förorenad. Att grönytefaktormodellen väger in grundvattenbildning som en positiv aspekt kan innebära en risk för att dessa föroreningar sprids. Den lokala anpassningen tycks ur denna synvinkel vara svag. Frågan om hur små områden som grönytefaktormodellen kan anpassas till blir härmed aktuell. En grönytefaktormodellerna som är alltför specifik riskerar att förlora sin användarvänlighet. I dagsläget är modellernas enkelhet och användarvänlighet en fördel.

## METODDISKUSSION

Samstämmigheten mellan litteraturstudien och enkätundersökningen anses hög. Tiden som lagts ner på respektive metod varierar dock starkt. Tiden för litteraturstudien i det här examensarbetet uppgår till flera gånger tiden för enkätundersökningen. Även en utökad enkätundersökning som resulterat i lägre spridningsgrad mellan svaren bedöms kräva kortare tid än att söka och tolka motsvarande information i litteratur.

### *FELKÄLLOR*

För att ytterligare belysa frågeställningen i det här examensarbetet vore det möjligt att öka detaljeringsgraden hos de undersökta dagvattenanläggningarna. Till exempel skulle dammar kunna delas i fler kategorier. Larm (1994) delar in dammar i sedimenteringsbassänger, avsättningsmagasin, utjämningsbassänger och infiltrationsdammarna. För att öka tydligheten i enkäten hade fler kategorier kunnat vara lämpligt. Anledningen till att dammar sammanfattats är en avvägning mellan detaljgrad och storlek på arbetet och enkäten.

Enkäten formulerades så att dess omfång skulle vara litet, med avsikt att göra den lättöverskådlig och hålla svarstiden kort. Detta bedömdes öka chansen till hög svarsfrekvens. Eventuellt innebar formuleringen till att frågorna inte uppfattades som avsett. I fallet med grundvattenbildning hos kanaler, som i enkäten benämndes "hårdgjorda", har bedömningen blivit 0,1. Det förväntade svaret var 0,0 och skillnaden kan tyda på att frågan inte uppfattats som avsett. En respondent kommenterade att även reningsgraden hos översvåmningsytor var svårtolkad. Även om ytan har hög reningsförmåga är det bara en bråkdel av den avrunna årsnederbörden som når den. Frågan om hur reningsförmågan ska tolkas var inte förklarad i enkäten eftersom problemet inte förutsetts

En annan respondent kommenterade att uppföljningen efter anläggande av öppna dagvattenanläggningar inte alltid är optimal. Detta innebär att den erfarenhet intervjupersonerna baserar sina svar på eventuellt inte är så väl underbyggda som antagits. För att öka validiteten borde hänsyn till detta ha tagits. Att låta intervjupersonerna bedöma sitt eget kunnande i samband med att de besvarar enkäten hade kunnat ligga till grund för en mer rättvis bedömning. Ett annat alternativ, som både skiljer ut osäkra svar och tydliggör skilda erfarenheter, är en delphiundersökning (Pill, 1971). Denna undersökningsmetod innebär en iterativ enkätprocess där respondenterna fått kommentera sina val mellan iterationerna (ibid.). Väl underbyggda svar kan ena övriga respondenter samtidigt som olika åsikter lyfts fram.

Bedömningen av de öppna dagvattenanläggningarna gjordes i enkäten på en skala från 0 till 5, i steg om 1. Vid behandlandet av rådatan har skalan transformerats linjärt till en skala från 0,0 till 1,0, i steg om 0,2. Transformationen innebär ingen förlust av data men den nya skalan kan antyda en högre noggrannhet (steg om 0,1). Anledningen till transformationen var att enklare kunna jämföra resultaten med faktorerna i grönytefaktormodellerna.

#### *RELIABILITET*

Av de femton enkättagarna svarade nio personer (anonymt). Detta innebär en svarsfrekvens på 60 %. Tre av enkättagarna finns representerade i litteraturstudien och ytterligare en representerar en utgivare. Detta anses inte påverka examensarbetets reliabilitet, till exempel genom att enkäten skulle vara vinklad för att passa litteraturstudien. Det är tvärtom naturligt att enkätens och litteraturstudiens respektive resultat överensstämmer eftersom de båda grundas på experternas erfarenheter.

#### *VALIDITET*

För att försäkra om en hög validitet i undersökningen valdes dagvattenanläggningar ur välkänd litteratur (Stahre, 2004). Ekosystemtjänsterna anses vara tillräckligt grundläggande för att inte ge upphov till osäkerhet inom enkäten.

Av femton bedömningspunkter har sex (40 %) en hög spridning bland enkätsvaren. Detta kan bero på skiftande erfarenheter hos respondenterna eller svårighet att förstå enkätfrågorna. Ingen enskild respondent har lämnat enkätsvar som är tydligt avvikande från övriga respondenter.

I det kombinerade spridningsmåttet har både viktad variationsvidd och standardavvikelse tilldelats samma tyngd. Med mer erfarenhet hade en viktning kunnat ge ett av spridningsmåttens större inflytande på resultatet. Det kombinerade spridningsmåttets gräns för vad som ansågs vara hög eller låg spridning har satts utifrån bedömning av författaren. Bedömningen grundas på de enskilda spridningsmåttens, variationsvidd och standardavvikelse, samt på granskning av enkätresultaten. Andra personers bedömning hade kunnat ge ett annat resultat.

# KÄLLFÖRTECKNING

- Ashman, M. R., Puri, G. (2002). *Essential soil science: A clear and concise introduction to soil science*, Oxford: Blackwell Science Ltd
- Brady, N. C. (1990). *The nature and properties of soils*, 10. uppl., New York: Macmillian Publishing Company
- Butler, D., Davies, J. W. (2004). *Urban drainage*, 2. uppl., London; New York: Spon Press
- Bäckström, M. (2002). Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events, *Water science and technology*, 45(7), ss. 41-49
- Craig, R. F. (1992). *Soil mechanics*, 5. uppl., London: Chapman & Hall
- Dufbäck, S. (2012). *Lokal dagvattenhantering med grönytefaktorn*, Kandidatuppsats (grundnivå G2E), Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds Universitet, Lund: Lunds Universitet
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M. (2010). *Marklära*, Lund: Studentlitteratur
- Europeiska gemenskapens kommission (1989). Kommissionens direktiv av den 17 juli 1989 om anpassning till den tekniska utvecklingen av rådets direktiv 70/157/EEG, 70/220/EEG, 72/245/EEG, 72/306/EEG, 80/1268/EEG och 80/1269/EEG om motorfordon, *Europeiska gemenskapens officiella tidning*, 9(15), ss. 90-96, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1989L0491:20130102:SV:PDF> [2014-03-11]
- FN:s klimatpanel (2013). *Klimatförändring 2013: Den naturvetenskapliga grunden – Sammanfattning för beslutsfattare* (Rapport 6592), Stockholm: Naturvårdsverket
- Fridell, K. (2011). *Växtbäddar och avvattningslösningar för sportgräsytor: påverkan på dräneringsintensitet och förhållandet mellan luft och vatten i jorden*, Självständigt arbete, SLU, Alnarp: SLU
- Gregory, J. H., Dukes, M. D., Jones, P. H., Miller, G. L. (2006). Effect of urban soil compaction in infiltration rate, *Journal of soil and water conservation*, 61(3), ss. 117-124
- Hagerberg, A., Krook, J., Reuterskiöld, D., Saxån-Braåns vattenvårdskommitté (2004). *Åmansboken: vård skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd*, Landskrona: Saxån-Braåns vattenvårdskommitté
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology, *Bulletin of the geological society of America*, 56, ss. 275-370
- Jurries, D. (2003). *Biofilters for storm water discharge pollution removal*, Department of Environmental Quality, Oregon, <http://www.deq.state.or.us/wq/stormwater/docs/nwr/biofilters.pdf> [2014-02-11]
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*, 2. uppl., Boca Raton: CRC Press
- Kiltorp, E. (2011). *Gröna planeringsverktyg*, Kandidatuppsats (grundnivå G2E), Institutionen för stad och land, SLU, Uppsala: SLU
- Larm, T., Stockholm vatten, Tekniska högskolan i Stockholm (1994). *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*, VA-forsks rapportserie (1994:06),

- Stockholm: Svenska vatten- och avloppsverksföreningen. VAV i samarbete med Tekniska högskolan KTH och Stockholm vatten; Solna: Svensk byggtjänst distributör
- Larm, T., Pirard, J. (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*, Stockholm: Stockholms stad; Stockholm vatten; Sweco, [http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/Dagvatten/RA\\_F%C3%96RORENINGSINNEH%C3%85LL\\_STOCKHOLM.pdf](http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/Dagvatten/RA_F%C3%96RORENINGSINNEH%C3%85LL_STOCKHOLM.pdf) [2014-02-03]
- Lindvall, P., Lidström, V., Sundahl, A.-C. (2009). Fastläggning av dagvattenföroreningar i två översilningsytor i Malmö, *Tidskriften Vatten*, 2009(2), ss. 93-100
- Lönnngren, G., Svensk byggtjänst (2001). *Vatten i dagen: exempel på ekologisk dagvattenhantering*, Stad & Land (165), Stockholm: Svensk byggtjänst
- Malmö stad, Lunds kommun, Lunds universitet (2012). *Miljöbyggnadsprogram SYD version 2*, Malmö: Malmö stad; Lund: Lunds kommun, Lunds Universitet
- Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: health synthesis*, Washington: Island Press
- Nilsson, L. Y. (1978). *Praktiskt statistik del 1: begrepp och metoder*, Stockholm: Ingenjörsläroverket AB
- Nordberg, L., Persson, G. (1979). *Vårt vatten: tillgång, utnyttjande*, Borås: Centraltryckeriet AB
- Persson, J. (1998). *Utformning av dammar: en litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, polerings- och miljödammor* (Rapport B:64), 2. uppl. Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers tekniska högskola, Göteborg: Chalmers tekniska högskola
- Petersson, S. (2013). *Ekologisk dagvattenhantering: Ett anpassat och utarbetat ekologiskt dagvattensystem för kvarteret Limkokaren/Oden, Hässleholm, Hässleholms kommun, Skåne län*, Kandidatuppsats (grundnivå G2E), Sektionen för ekonomi och teknik, Högskolan i Halmstad, Halmstad: Högskolan
- Pill, J. (1971) The Delphi method: substance, context, a critique and an annotated bibliography, *Socio-economic planning sciences*, 5(1), ss. 57-71
- Salomons, W., Förstner, U. (1984). *Metals in the hydrocycle*, Berlin; New York: Springer
- SMHI (2009a). *Klimatscenarioer*. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatscenarioer-1.3850> [2014-02-28]
- SMHI (2009b). *Klimatförändringarna märks redan idag*. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatforandringarna-marks-redan-idag-1.1510> [2014-02-28]
- Stahre, P. (2004). *En långsiktigt hållbar dagvattenhantering: planering och exempel*, Stockholm: Svenskt vatten
- Stahre, P., Urbonas, B. (1993). *Stormwater: best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management*, New Jersey: PTR Prentice Hall, Inc.
- Stockholms stad (2012). *Grönytefaktor för Norra Djurgårdsstaden*, [www.stockholm.se/PageFiles/64797/Grönytefaktor.pdf](http://www.stockholm.se/PageFiles/64797/Grönytefaktor.pdf) [2014-02-03]
- Stockholm water and sewer works (1978). *Stormwater studies at Jarvafältet*

- Svenskt vatten (1983). *Lokalt omhändertagande av dagvatten – LOD: Anvisningar och kommentarer* (Publikation 46), Stockholm: Svenskt vatten
- Svenskt vatten (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledningar* (Publikation 90), Stockholm: Svenskt vatten
- Svenskt vatten (2011a). *Nederbördsdata vid dimensionering och analys av avloppssystem* (Publikation 104), Stockholm: Svenskt vatten
- Svenskt vatten (2011b). *Hållbar dag- och dränvattenhantering: råd vid planering och utformning* (Publikation 105), Stockholm: Svenskt vatten
- Viessman Jr., W., Knapp, J. W., Lewis, G. L., Harbaugh, T. E. (1977). *Introduction to hydrology*, 2 uppl., New York: Harper & Row
- Vägverket (2008). *VVMB 310 Hydraulisk dimensionering* (Publikation 2006:61). Borlänge: Vägverkets tryckeri
- Warfvinge, P. (1997). *Miljö kemi: miljövetenskap i biogeokemiskt perspektiv*, Lund: KFS i Lund AB
- Westlin, A. (2004). *Dagvatten från parkeringsytor* (Rapport 27-2004), Magisteruppsats (Avancerad nivå), Stockholm: KTH; Stockholm: Svenskt vatten
- Åkerblad, T. (red.) (1981). *VA-handbok: projektering*, Stockholm: AB Svensk Byggtjänst

Bilder (Figur 1-5) från *En långsiktigt hållbar dagvattenhantering – Planering och exempel* av Peter Stahre (2004). Tillstånd för användning från Svenskt vatten genom mailkonversation 2014-02-18 med Hans Bäckman.



# BILAGA 1: ENKÄT

I enkäten har grundvattenbildning benämnts infiltration. Samma bilder som i rapporten visades i enkäten men har tagits bort. Svarsalternativen har reducerats från alla utom den första enkätfrågan eftersom de var lika för alla. Enkäten distribuerades via e-post:

## Bedömning av öppna dagvattenanläggningar

Det här är en enkätundersökning i syfte att sammanställa ett expertutlåtande om dagvattenanläggningars ekosystemtjänster. Undersökningen är inriktad på att problematisera hur grönytefaktormodeller bör hantera vattenaspekter och genomförs inom ramen för ett examensarbete på landskapsingenjörprogrammet på SLU, Alnarp. Du som läser detta har fått utskicket eftersom du har stor erfarenhet av dagvattenanläggningar och deras funktion.

En grönytefaktormodell är ett poängsystem som används inom ett par svenska kommuner i samband med exploatering av kommunal mark. Modellen syftar till att bevara de förtjänster som grönska och vattenytor ger, till exempel biologisk mångfald och omhändertagande av dagvatten. Ett problem med existerande grönytefaktormodeller är att vattenytor och deras förtjänster hanteras generaliserat.

I enkäten undersöks tre ekosystemtjänster: **utjämning** av flödestoppar, **rening** av förorenat vatten och **infiltration** till grundvattnet. Med rening avses i det här fallet sedimentation, filtrering och biologisk rening. Till begreppet infiltration räknas även perkolation.

Enkäten tar cirka 4-7 minuter att genomföra.

[Klicka här](#) för att komma till enkäten.

Har du frågor angående undersökningen är du välkommen att ringa Frida på XXXX-XXXXXX.

**Tack för din medverkan!**

Ett andra e-postmeddelande följde veckan därpå:

## Bedömning av öppna dagvattenanläggningar

Stort tack till er som svarat på enkäten för bedömning av öppna dagvattenanläggningar! Både svaren och de kommentarer om anläggningarna och undersökningen som inkommit uppskattas och kommer att tas upp i rapporten.

Enkäten, som söker expertutlåtande om ett antal öppna dagvattenanläggningars förmåga inom de tre ekosystemtjänsterna utjämning, rening och infiltration, är öppen till och med torsdag för de som ännu inte haft möjlighet att svara. Den tar cirka 4-7 minuter att besvara och man hittar den [här](#). Har man några frågor går det bra att kontakta Frida på XXXX-XXXXXX.

**Återigen, stort tack för din medverkan!**

### Bedömning av öppna dagvattenanläggningar

Tack för att du valt att medverka i bedömningen av öppna dagvattenanläggningar!

På följande sidor kommer ett antal öppna anläggningar för hantering av dagvatten presenteras: infiltration på gräsytor, svackdiken, fördröjningsdammar, kanaler och översvåmningsytor.

Vi ber dig bedöma hur väl anläggningarna presterar inom ekosystemtjänsterna utjämning, rening och infiltration, på en skala mellan 0 och 5, där 0 innebär att anläggningen presterar dåligt och 5 att anläggningen har hög kapacitet.

Klicka på "Till formuläret" för att starta enkäten.

#### Infiltration i gräsytor

Dagvatten från tak eller vägar leds till gräsytor för att där infiltrera ner i marken. Situationen kan se ut som på bilden, med rännor från stuprörsutkastare, eller som en öppen yta intill en väg. Lutning av marken hindrar vattnet från att bli stående men är tillräckligt svag för att inte orsaka erosion eller ytavrinning vid normala regn. Vegetationen antas vara tillräckligt tät för att kunna bromsa och ta upp vattnet i rimlig utsträckning.

Hur hög kapacitet bedömer du att infiltration i gräsytor har inom de tre ekosystemtjänsterna?

[Bild borttagen]

##### Utjämning

0	1	2	3	4	5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

##### Rening

0	1	2	3	4	5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

##### Infiltration

0	1	2	3	4	5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

#### Svackdiken

Grunda, gräsklädda dikessystem som fungerar både som infiltrationsytor och trög avledning. Mellan regn är anläggningarna torrlagda. Vegetationen antas vara tillräckligt tät för att kunna bromsa och ta upp vattnet i rimlig utsträckning. Inget perkulationsmagasin är anlagt i dikets botten.

Hur hög kapacitet bedömer du att svackdiken har inom de tre ekosystemtjänsterna?

[Bild borttagen]

#### Dammar

Dammar med permanenta vattenspeglar som har kapacitet att ta emot överskottsvatten vid kraftiga regn. Överskottsvatten avtappas därefter kontrollerat. I vattenbrynet växer vegetation som genom skötsel eller beskuggning ej tillåts täcka vattenytan. I undersökningen avses dammar dimensionerade för bostadsområden.

Hur hög kapacitet bedömer du att dammar har inom de tre ekosystemtjänsterna?

[Bild borttagen]

### **Kanaler**

Hårdgjorda, öppna dagvattenanläggningar med kapacitet att ta emot överskottsvatten vid kraftiga regn. Överskottsvatten avtappas därefter kontrollerat. Mellan regn är anläggningarna torrlagda. Kanaler anläggs exempelvis i mycket flacka områden där ledningar med självfall skulle bli mycket kostsamma.

Hur hög kapacitet bedömer du att kanaler har inom de tre ekosystemtjänsterna?

[Bild borttagen]

### **Översvämningsytor**

Vegetationsklädda ytor som är försänkta i förhållande till omgivningen, dit andra dagvattenanläggningar kan svämma över vid kraftiga regn. När flödet minskar rinner det magasinerade vattnet tillbaka genom självfall. Ytorna dräneras fullständigt vid tömning och kan då ha andra användningsområden. Hårdgjorda översvämningsytor beaktas ej.

Hur hög kapacitet bedömer du att översvämningsytor har inom de tre ekosystemtjänsterna?

[Bild borttagen]

**Tack för din medverkan!**

## BILAGA 2: LISTA ÖVER ENKÄTMOTTAGARE

Följande personer kontaktades via e-post med förfrågan att delta i enkäten. Nio av dem svarade anonymt på enkäten.

Hans Bäckman, Svenskt vatten  
Kent Fridell, Tengbom  
Jonas German, SMHI  
Lars-Göran Gustafsson, DHI Sverige  
Hilde Hagen Bjorgaas, Kretslopp och vatten, Göteborg stad  
Kristina Hall, VA Syd  
Peder Hjort, LTH  
Thomas Larm, SWECO  
Annika Malm, Chalmers  
Thomas Pettersson, Chalmers  
Kaj Rolf, tidigare SLU  
Gilbert Svensson, Urban Water  
Eva Vall, Stockholm Vatten  
Maria Viklander, LTU  
Lars-Erik Widarsson, NSVA

## BILAGA 3: FULLSTÄNDIGA ENKÄTSVAR

	<i>Infiltration på gräsytor</i>			<i>Svackdiken</i>			<i>Dammar</i>			<i>Kanaler</i>			<i>Översvämn. -ytor</i>		
	Utjämning av flödestoppar	Grundvattenbildning	Rening	Utjämning av flödestoppar	Grundvattenbildning	Rening	Utjämning av flödestoppar	Grundvattenbildning	Rening	Utjämning av flödestoppar	Grundvattenbildning	Rening	Utjämning av flödestoppar	Grundvattenbildning	Rening
<i>Respondent 1</i>	3	3	4	4	4	4	3	1	3	2	0	1	4	4	3
<i>Respondent 2</i>	2	3	4	4	3	3	4	1	3	3	1	2	4	3	4
<i>Respondent 3</i>	5	5	4	5	4	4	4	0	2	4	0	1	5	5	4
<i>Respondent 4</i>	2	4	3	3	2	3	4	2	3	2	1	1	4	3	3
<i>Respondent 5</i>	2	3	4	3	3	4	4	2	5	3	1	2	5	4	1
<i>Respondent 6</i>	4	5	3	3	4	3	4	0	4	3	1	1	3	4	3
<i>Respondent 7</i>	4	4	4	4	2	3	4	1	4	4	0	2	4	2	4
<i>Respondent 8</i>	3	3	3	4	3	3	5	1	4	4	1	2	5	3	4
<i>Respondent 9</i>	4	3	3	5	3	5	4	2	3	5	0	2	5	3	4

Tabell 13: Fullständiga enkätsvar